

用镶嵌组合植物群落 控制湖泊饮用水源区藻类及氮污染*

王国祥 濮培民 张圣照 李万春 胡维平 胡春华

(中国科学院南京地理与湖泊研究所, 南京 210008)

摘要 依据湖泊中不同生态类型水生高等植物的微生境特点, 设计建造了由漂浮、浮叶、沉水植物为优势种的斑块小群丛构成的镶嵌组合水生植物群落(Mosaic Community of Macrophytes: MCM), 并在太湖五里湖一湖湾内以动态模拟试验, 从群落水平研究了水生高等植物群落对富营养化湖泊饮用水源区湖水的净化能力。结果表明, 富营养化湖水经 MCM 净化后, 藻类生物量(以 Chla 计)下降 57.7%, 藻类数量下降 2~3 个数量级, 氨氮下降 66.7%, 总氮下降 60.0%, 水质得到明显改善。与以该湖湾湖水为水源的水厂出水相比, 经 MCM 净化的湖水其氨氮比水厂出水的氨氮平均低 45.1%, 总氮低 37.3%, 可见经 MCM 净化的湖水部分指标优于同源的自来水。综合群落的微生境特征及水生高等植物群落内硝化-反硝化细菌分布特点, 探讨了 MCM 的除氮机理。

关键词 水生高等植物; 群落; 水质净化; 饮用水源水; 动态试验; 太湖

The purification of mosaic community of macrophytes for eutrophic lake water Wang Guo-Xiang, Pu Pei-Min, Zhang Sheng-Zao, Li Wan-Chun, Hu Wei-Ping, Hu Chun-Hua (Nanjing Institute of Geography & Limnology, Academia Sinica, Nanjing 210008), *J. Plant Resour. & Environ.* 1998, 7(2): 35~41

A mosaic community of macrophytes (MCM) is built with aquatic macrophytes of various ecological group in a bay of Taihu Lake. Its area is about 200 m². The purification efficiency of the MCM is evaluated by simulative dynamic test. The result shows that the eutrophic water of Taihu Lake can be purified effectively as it pass through MCM. The purified water is drawn out from MCM by a pump at the pumping capacity of 42.67 m³/d. The removal efficiencies of MCM for algal biomass (Chla), NH₄⁺-N and Total N (TN) are 57.7%, 66.7% and 60.0%, respectively. Comparing with the tap water of the local water plant, the mean values of NH₄⁺-N and TN of the MCM effluent are low by 45.1% and 37.3%, respectively. For the effluent of MCM, the water quality is significantly better than that for the raw water (inflow) and for the tap water of the local water plant. The results demonstrate that the eutrophic lake water can indeed purify by the mosaic community of macrophytes (MCM).

Key words aquatic macrophyte; mosaic community of macrophytes (MCM); purifying water quality; source of drinking water; dynamic test; Taihu Lake

* 国家科委和欧盟科技部联合支持的中国-丹麦合作研究项目《中国太湖除藻与净化水质的物理生物工程》合同号: CII * -CT93-0094 (DG 12 HSMU)

王国祥: 男, 1963年2月生, 博士研究生, 高级工程师, 主要从事湖泊生态学和 水环境生态工程研究。

收稿日期 1998-02-15

近20年来,利用高等水生植物净化从陆地进入湖泊的污水,国内外的研究报道屡见不鲜^[1-6]。但事实上,目前大多数湖泊已受到严重污染,许多以湖水为水源的水厂常因湖水中藻类堵塞取水口而被迫停产,或因部分污染项目严重超标、常规方法又难除去,导致出水质量下降,直接影响人类生产生活。因此,在控制湖泊外源污染的同时,迫切需要在饮用水源区治理受污染的湖水、逐步恢复湖泊生态系统平衡^[7,8],以保证水厂的正常生产和出水质量。

本项目设计并建造了用不同水生高等植物的斑块小群丛构成的镶嵌组合水生植物群落(Mosaic Community of Macrophytes: MCM),用动态模拟试验,从群落水平研究了水生高等植物对太湖湖水的净化效果,为太湖流域水源水的净化以及太湖的局部治理提供依据。

1 试验部分

1.1 试验区的基本情况

在太湖五里湖中桥湖湾,用防水材料围隔出10个200 m²的围区,每个围区均与周围水体隔离,平均水深1.5 m。在各围区种植单一水生高等植物试验的基础上,根据太湖水环境污染的特点和单一水生高等植物种群的生态学特征及其净化能力,选其中的一个围区,建立镶嵌组合水生植物群落(MCM)。本试验选用的围区一端开口与湖区相通,在慢速抽水时,围区内的水位基本保持不变,而且与左右两侧的围区有防水材料隔开,因此,动态试验时,围区内的进水主要是来自开口端的原湖水。

1.2 镶嵌组合水生高等植物群落结构

本试验所选的围区自1997年6月起,种植了部分菱(*Trapa bispinosa* Roxb.),在此基础上,于1997年9月下旬,按图1所示的水生植物群丛水平分布格局相间栽培4种不同生态类型的植物,构成镶嵌组合水生高等植物群落(MCM)。6个植物群丛的主要特征为:

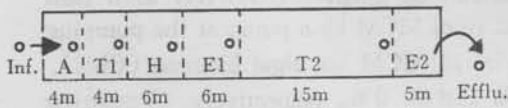


图1 镶嵌组合水生植物群落的水平分布格局及采样点
Fig 1 Horizontal pattern of mosaic community of macrophytes (MCM) and sampling sites

A: 水花生 *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb.; T1, T2: 菱 *Trapa bispinosa* Roxb.; H: 水鳖 *Hydrocharis dubia* (Bl.) Backer; E1, E2: 凤眼莲 *Eichhornis crassipes* Solms.; Inf.: 进水 inflow; Efflu.: 出水 effluent

水花生 [*Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb.] 群丛,水上部分高约50 cm,水下茎盘根错节形成约30 cm的基座,使整个群丛紧密交织在一起,构成坚强的防护带。其盖度约为90%,生物量达15.84 kg/m²,伴生种为金鱼藻(*Ceratophyllum demersum* Linn.),群丛下水中反硝化和氨化细菌的最大可能数分别为 1.2×10^8 和 1.6×10^7 MPN/L (MPN: Most Possible Number, 最大可能数),溶解氧仅0.19~0.90 mg/L。

第一个菱群丛,生长旺盛,浮水叶完全覆盖水面,水下茎叶发达,生物量达12.66 kg/m²,并有少量金鱼藻和轮叶黑藻 [*Hydrilla verticillata* (Linn. f.) Royle] 伴生其中。

水鳖 [*Hydrocharis dubia* (Bl.) Backer] 群丛,盖度为50%,处于衰亡期,生物量约8.37 kg/m²,伴生种有金鱼藻和紫背浮萍 [*Spirodela polyrrhiza* (Linn.) Schleid]。

凤眼莲 (*Eichhornis crassipes* Solms.) 群丛,盖度约为90%,生物量达20.60 kg/m²,在与水

鳖群丛接壤的一角有少量水花生、纽氏伊乐藻 [*Elodea nuttallii* (Planch) ST. John], 另有金鱼藻和紫背浮萍伴生。该群丛水体中的反硝化和氨化细菌的最大可能数分别达 3.5×10^7 和 1.8×10^7 MPN/L。

第二个菱群丛, 盖度达 100%, 生长旺盛, 生物量达 13.96 kg/m^2 , 其下伴生有金鱼藻和水鳖。在菱生长的水体中, 硝化、亚硝化及氨化细菌密度较大, 分别为 1.6×10^4 、 1.6×10^7 和 1.6×10^7 MPN/L, 水体溶解氧为 $7.50 \sim 8.60 \text{ mg/L}$ 。

出水端的凤眼莲群丛, 盖度达 95%, 生物量达 22.64 kg/m^2 , 伴生有少量金鱼藻和水鳖。

1.3 动态模拟试验

待 MCM 稳定后(约 2 周), 将围区的一端开口使围区与湖区相通, 同时在另一端用水泵抽水, 模拟水厂取水, 抽水速率为 $42.67 \text{ m}^3/\text{d}$, 湖水在 MCM 中的滞留时间约为 7 d。自 1997 年 10 月 11 日至 28 日, 连续抽水 17 d。

1.4 采样及测定方法

用内径 8.0 mm 的乳胶管, 通过真空泵抽取表层(水面下 50 cm)及底层(水面下 140 cm)水样, 采样后立即分析。水中的总氮(TN)和总磷用过硫酸盐氧化法测定^[9]; 硝酸盐氮(NO_3^- -N)、亚硝酸盐氮(NO_2^- -N)、氨氮(NH_4^+ -N)等水质理化指标, 藻类数量及生物量(以 Chla 计), 采用中国环境监测标准方法测定^[10]; 水生高等植物群落内硝化、亚硝化、反硝化及氨化细菌测定方法另文报道^①。

2 试验结果

2.1 镶嵌组合水生植物群落(MCM)去除藻类的动态试验结果

湖水经 MCM 后, 藻类生物量急剧下降, 到第 14 d, 出水藻类生物量比进水下降 57.7% (表 1)。特别是在试验期间, 围区外曾一度(10 月 16~22 日)出现“藻华”, 加之风浪作用, 大量藻类聚集到 MCM 进水口, 导致群落内及出水的藻类生物量略有上升, 但在“藻华”消失的次日(10 月 23 日)出水的藻类生物量比 10 月 22 日下降 51.2%; 出水藻类数量比进水降低了 2~3 个数量级, 可见 MCM 能够有效地除去湖水中高浓度的藻类。

2.2 镶嵌组合水生植物群落(MCM)去除氮素污染物的动态试验结果

湖水经过 MCM 后 TN、 NH_4^+ -N 浓度均有不同程度的下降(表 2)。试验开始后的第 5 d, 出水的 TN、 NH_4^+ -N 浓度分别比进水下降 52.7%、70.2%; 第 14 d, 分别下降 60.0%、66.7%。由此可见, MCM 能够有效地去除湖水中的 TN 和 NH_4^+ -N。连续数日的同步监测结果还表明, MCM 出水的氨氮比当地水厂出水(自来水)平均低 45.1%。

由表 3 可知, 湖水经过以菱为优势种群的植被带后, NO_3^- -N 浓度大幅度上升, 第 5 d 时, 第 2 菱带的 NO_3^- -N 浓度是前一植被带的 1.16 倍, 第 14 d 时, 第 2 菱带的 NO_3^- -N 浓度是前一植被带的 8.58 倍, 而此时的 TN、 NH_4^+ 浓度均有明显下降。湖水进入组合群落, 经过水花生植被带后, NO_2^- -N 浓度急剧下降, 但在随后依次经过凤眼莲-菱-凤眼莲各植被带后, NO_2^- -N 浓

① 王国祥, 濮培民, 黄宜凯等. 湖泊人工生态系统中氮循环细菌的分布. (待发表).

度又呈现出不同程度的上升趋势。这表明 MCM 中各植被带内均存在程度不同的硝化-反硝化作用,而在以菱为优势种群的植被带内硝化作用十分强烈。

表1 湖水流经 MCM 时藻类生物量的动态变化

Tab 1 Dynamics of algal biomass at different site from inflow to effluent through MCM (Chla, mg/m³)

采样时间 Time (d)	采样 层次 ¹⁾ Layer	进水 Inflow	水花生 <i>Alternanthera philoxeroides</i>	菱1 <i>Trapa bispinosa</i>	水鳖 <i>Hydrocharis dubia</i>	凤眼莲 <i>Eichhornia crassipes</i>	菱2 <i>Trapa bispinosa</i>	出水 Effluent
0	S	36.52	32.11	23.55	26.10	35.33	22.66	29.67
0	B	-	25.06	50.29	16.17	30.85	16.76	-
5	S	31.75	23.37	22.14	21.76	20.23	18.05	20.49
11	S	59.49	24.89	33.89	34.40	26.90	29.42	31.63
11	B	47.73	27.98	27.70	33.97	28.87	28.68	-
14	S	40.46	16.99	25.01	24.99	26.88	15.63	17.13

1) S:表层水样 surface water sample; B: 底层水样 bottom water sample

表2 湖水流经 MCM 时总氮(TN)和氨氮(NH₄⁺-N)的动态变化

Tab 2 Dynamics of TN and NH₄⁺-N at different site from inflow to effluent through MCM (mg/L)

采样 时间 Time (d)	采样 层次 ¹⁾ Layer	进水 Inflow		水花生 <i>Alternanthera philoxeroides</i>		菱1 <i>Trapa bispinosa</i>		水鳖 <i>Hydrocharis dubia</i>		凤眼莲 <i>Eichhornia crassipes</i>		菱2 <i>Trapa bispinosa</i>		出水 Effluent	
		TN	NH ₄ ⁺ -N	TN	NH ₄ ⁺ -N	TN	NH ₄ ⁺ -N	TN	NH ₄ ⁺ -N	TN	NH ₄ ⁺ -N	TN	NH ₄ ⁺ -N	TN	NH ₄ ⁺ -N
0	S	6.00	5.32	1.74	0.45	1.69	0.63	1.68	0.43	2.15	0.41	1.66	0.44	2.56	0.41
0	B	-	-	1.75	0.57	0.95	0.98	1.71	0.53	2.01	0.48	1.71	0.47	-	-
5	S	7.23	5.61	5.64	3.63	4.95	3.30	4.82	3.00	4.23	2.60	3.65	1.77	3.42	1.67
14	S	5.38	5.20	3.94	2.68	4.04	2.36	4.14	2.20	3.52	1.92	2.15	1.79	2.15	1.73

1) S:表层水样 surface water sample; B: 底层水样 bottom water sample

表3 湖水流经 MCM 时硝酸盐氮(NO₃⁻)和亚硝酸盐氮(NO₂⁻)的动态变化

Tab 3 Dynamics of NO₃⁻-N and NO₂⁻-N at different site from inflow to effluent through MCM (mg/L)

采样 时间 Time (d)	采样 层次 ¹⁾ Layer	进水 Inflow		水花生 <i>Altrnanthera philoxeroides</i>		菱1 <i>Trapa bispinosa</i>		水鳖 <i>Hydrocharis dubia</i>		凤眼莲 <i>Eichhornia crassipes</i>		菱2 <i>Trapa bispinosa</i>		出水 Effluent	
		NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻
0	S	0.410	0.112	0.224	0.005	0.179	0.006	0.193	0.010	0.196	0.027	0.201	0.014	0.196	0.007
0	B	-	-	0.196	0.012	0.173	0.009	0.190	0.025	0.193	0.013	0.196	0.010	-	-
5	S	0.277	0.184	0.325	0.098	0.345	0.068	0.322	0.060	0.379	0.053	0.438	0.053	0.444	0.052
14	S	0.418	0.092	0.412	0.062	0.103	0.062	0.131	0.066	0.097	0.079	0.832	0.121	0.824	0.126

1) S:表层水样 surface water sample; B: 底层水样 bottom water sample

2.3 MCM 动态试验进出水藻类生物量、TN 及 NH₄⁺-N 的变化比较

由图 2 可见,尽管进出水中藻类生物量(Chla)的变化趋势一致,即出水 Chla 浓度受进水 Chla 浓度影响,但是,出水 Chla 总是在较低的水平下波动,而且随着试验时间的延长,进出水 Chla 浓度的绝对差值逐渐增大。TN 和 NH₄⁺-N 的浓度变化表现为,试验初期出水浓度受进水浓度影响,但出水浓度总是低于进水浓度;试验后期,尽管进水 TN 和 NH₄⁺-N 浓度均呈现

不同程度的上升趋势,但出水浓度却呈现下降趋势。这表明稳定后的 MCM 能够有效的控制 Chla、TN 和 NH_4^+-N 。本次试验原计划连续抽水 1 个月,由于抽水泵故障,试验被迫终止。

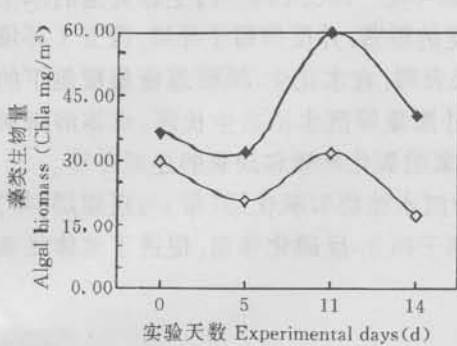


图 2 MCM 动态试验进出水藻类生物量的变化
Fig 2 Changes of algal biomass during dynamic experiment of MCM

—●— 进水 Inflow; —◇— 出水 Effluent

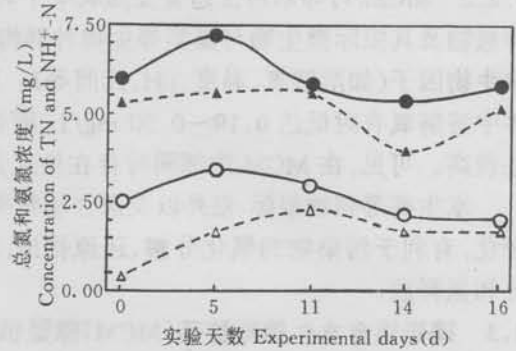


图 3 MCM 动态试验进出水 TN 和 NH_4^+-N 的变化
Fig 3 Changes of TN and NH_4^+-N during dynamic experiment of MCM

···▲··· NH_4^+-N 进水 Inflow; ···△··· NH_4^+-N 出水 Effluent
—●— TN 进水 Inflow; —○— TN 出水 Effluent

3 讨 论

3.1 镶嵌组合水生植物群落(MCM)的规模与净化效果

本试验建立的 MCM 总面积为 200 m^2 , MCM 建成 14 d, 即开始动态模拟试验, 抽水速率约为 $42.67 \text{ m}^3/\text{d}$, 湖水在 MCM 中的滞留时间约为 7 d。单一种群动态试验结果表明, 当抽水速率高、湖水滞留时间短于 1 d 时, 水生植物对富营养化湖水的净化效果不明显; 当湖水滞留时间为 3~4 d 时, 有一定的净化效果; 当抽水速率慢、湖水滞留时间达 6 d 以上时, 有明显的净化效果。因此, 湖水在 MCM 中滞留时间直接决定了 MCM 的净化效果。由于滞留时间与抽水速率成反比, 而与取水区面积和水深成正比, 在抽水速率和水深不能改变时, 增大取水区面积, 可以延长滞留时间, 所以根据自来水管的取水量, 采用物理-生态工程技术, 在其水源区建立相应面积(规模)的 MCM, 可以取得理想的净化效果。太湖沿岸的水厂, 若日产 $10 \times 10^4 \text{ t}$ 的自来水, 在其水源区用物理-生态工程技术建立 0.5 km^2 的镶嵌组合水生高等植物群落, 可以控制藻类及氮素污染物, 获得较好的水源, 并有效地保证出水质量。

3.2 镶嵌组合水生植物群落(MCM)的构造原理

全湖性控制藻类生长、防止“藻华”发生目前尚无良策。但业已证明^[7,8], 从局部着手, 在人工干预下恢复水生高等植物, 能够有效地控制藻类及其“藻华”。对于氮素污染物, 尤其是氨氮, 创造特定的氧化还原环境, 通过硝化-反硝化作用, 促进氮素循环和释放, 也许是一种较为理想的办法。本试验构筑的 MCM 中存在两个典型的氧化还原环境, 一是在水生高等植物根际周围的氧化还原微环境, 另一个是在 MCM 内部不同生态类型植被带中的氧化还原环境。

3.2.1 水生高等植物根际氧化还原微环境 水生高等植物根茎叶通气组织将氧气输送到植物根部, 并扩散到根表面, 环绕根面形成一薄的氧化层(即根际氧化带 aerobic

rhizosphere)^[11,12];在这个薄薄的有氧根际层外的水体,由于植物的覆盖及其呼吸代谢作用,往往处于缺氧状态。因此,在水生高等植物根际周围形成了富氧-缺氧的氧化还原微环境。

3.2.2 MCM 内部不同生态类型植被带中的氧化还原环境 MCM 内不同生态类型的水生高等植物及其根际微生物与藻类等生物种群构成了特定的群落,并反作用于环境,改变了环境的非生物因子(如溶解氧、温度、pH、光照等)。监测结果表明,在水花生、凤眼莲密集覆盖下的水体中溶解氧有时低达 0.19~0.90 mg/L,而在菱、轮叶黑藻等沉水植物生长区,水体溶解氧往往较高。可见,在 MCM 内部同时存在相互分异的富氧的氧化环境和缺氧的还原环境。

水生高等植物根际-根外以及漂浮植物带-浮叶和沉水植物带氧化层(带)与还原层(带)的分化,有利于污染物的氧化分解、还原排出,特别有利于硝化-反硝化作用,促进了水体氮素循环和氮释放。

3.3 镶嵌组合水生植物群落(MCM)除氮机理探讨

以漂浮、浮叶、沉水植物为主体的 MCM,由于各植被带的微环境差异,导致氮循环细菌分布及作用的不同。湖水进入 MCM,首先经过溶解氧较低的、反硝化细菌和氨化细菌较多的水花生植被带,有机氮在此条件下经氨化和反硝化作用转化为氨氮、亚硝酸盐氮、 N_2O 及 N_2 。同时,由于在水生高等植物根际存在富氧与缺氧区^[11],氨氮在富氧区被氧化为硝态氮,而部分硝态氮在缺氧区,又被反硝化细菌还原为分子态氮进入大气。此后,湖水经浮叶、沉水植物植被带,水体溶解氧较高,硝化细菌较多,氨氮被氧化,使得水体中硝酸盐和亚硝酸盐浓度呈现上升趋势。当被初步净化的湖水再次经过由凤眼莲构成的缺氧区时,硝酸盐浓度又在所下降,而亚硝酸盐则有明显上升,表明又发生反硝化作用。湖水中的氮素污染物在这种硝化-反硝化交替进行的过程中不断被除去,当然高等水生植物的吸收亦是水体氮降低的另一个重要因素。

3.4 镶嵌组合水生植物群落(MCM)的除藻机理

用浮叶或沉水植物净化太湖湖水,往往抵御不住来势凶猛的“藻华”,在一些湖湾经常可见“藻华”覆盖在浮叶及沉水植物上,导致高等水生植物死亡。而用挺水或漂浮植物(如水花生)加上物理措施,构筑坚强的防护带,将“藻华”挡在 MCM 外,受密度制约及高等水生植物代谢的影响,聚集在高等水生植物附近的藻类不断死亡。藻类死亡后,水体氮浓度特别是有机氮往往会升高,但进入水花生植被带后,其中的有机物(包括有机氮)很快被分解。处于 MCM 先端的水花生植被带挡住大量藻类使之难以进入 MCM 内部,因此 MCM 内部的水体透明度得到明显改善。试验期间,MCM 内部的透明度保持在 120 cm 以上,为原湖水的 2.4~4 倍。透明度的改善为 MCM 内部沉水及浮叶植物生长提供了保障,沉水及浮叶植物的生长一方面抑制了藻类的生长,另一方面交错密集的植物水下茎叶起着过滤作用,将藻类及其他悬浮物过滤掉。试验发现,在 MCM 前端菱的水下茎叶上附着很多絮状物,尤其是在迎水方向;而在后端的菱及其他植物的水下根茎叶上几乎没有肉眼可见的附着物。

3.5 水生植物群落镶嵌组合模式对净化效果的影响

如上所述,用单一的沉水或浮叶植物净化富营养化湖水,抵御不了“藻华”,植物自身消亡;而用单一的挺水或漂浮植物,虽可抵挡“藻华”,但往往又导致湖水缺氧,不利于湖水自净功能的发挥。因此,用不同生态类型的水生植物组建镶嵌组合群落,可以克服这些缺陷。

本试验设计了由 6 个主要水生植物群落构成的 MCM,从试验结果看,在第一道凤眼莲群丛之后的两个植被带对上一级来水的 TN、 NH_4^+ -N 等基本未见明显的净化作用。相反

NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 却呈上升趋势,尤其是第二道菱带后的 NO_3^- -N 约为前一植被带的 8.58 倍, NO_2^- -N 亦有不同程度的回升,尽管其浓度值均优于地面水 II 级甚至 I 级标准,但这种回升在某种意义上说明最后两个植被带是多余的。戴全裕等^[5]认为用水生植物净化污水并不是串联级数越多越好,串联级数多了,往往在后面的植物因水体营养不足而生长不良,甚至萎缩死亡,引起二次污染。因此,合理设计 MCM 的种类组成及空间分布,对于有效净化水环境、减少投入具有重要意义。在 MCM 的后段,水体的透明度往往较高,宜种植沉水植物,因为沉水植物能在水体养分较低的情况下,利用底泥中的养分,保持生长^[13]。

针对太湖水环境问题的特点,为了抵御风浪和“藻华”,在饮用水源区布设的 MCM,其最外围的植被带至关重要。根据观察和试验结果,最外围宜种植水花生,并辅以物理措施,以确保这一植被带的稳定性;其后再设 2~3 个植被带,依次为菱、沉水植物、漂浮植物,各带之间可适当留一定宽度的敞水区。根据季节变化,注意套种不同物种,提高镶嵌组合群落内的生物多样性,增强 MCM 的稳定性和适应性,实现 MCM 的自然演替和良性循环。

3.6 镶嵌组合水生植物群落(MCM)有利于实现水体的多种功能

用单一的漂浮植物(如水花生或凤眼莲)净化湖水,往往会引起湖水缺氧,不利于湖泊渔业生产,也不利于湖水自净功能的发挥。而由各种生态类型的水生植被带构成的 MCM,交替的富氧、缺氧区,不仅有利于提高水体净化能力,而且有利于渔业生产,甚至还可以留出一定的敞水带供水上运输及水上运动等。

参 考 文 献

- 1 吴玉树,余国莹. 根生沉水植物菹草(*Potamogeton crispus*)对滇池水体的净化作用. 环境科学学报, 1991, 11(4): 411~416.
- 2 曹萃禾. 四种生态类型的水生维管束植物净化能力的研究. 水产科学, 1990, 9(3): 8~11.
- 3 高吉喜,叶春,杜娟等. 水生植物对面源污水的净化效率研究. 中国环境科学, 1997, 17(3): 247~251.
- 4 Muscutt A D, Harris G L, Baily S W. Buffer zones to improve water quality: a review of their potential use in UK agriculture. Agriculture, Ecosystem and Environment, 1993, 45(1): 59~77.
- 5 戴全裕,蒋兴昌,汪耀斌等. 太湖入湖河道污染物控制生态工程模拟研究. 应用生态学报, 1995, 6(2): 201~205.
- 6 伊澄清,兰智文,晏维金. 白洋淀水陆交错带对陆源营养物的截留作用初步研究. 应用生态学报, 1995, 6(1): 76~80.
- 7 濮培民,胡维平,逢勇等. 净化湖泊饮用水源的物理-生态工程试验研究. 湖泊科学, 1997, 9(2): 159~167.
- 8 窦鸿身,濮培民,张圣照等. 太湖开敞水域凤眼莲的放养实验. 植物资源与环境, 1995, 4(1): 54~60.
- 9 金相灿,屠清瑛主编. 湖泊富营养化调查规范,第二版. 北京:中国环境出版社, 1990.
- 10 国家环境保护局(水和废水监测分析方法)编委会. 水和废水监测分析方法,第三版. 北京:中国环境出版社, 1989.
- 11 Reddy K R, Patrick Jr W H, Lindau C W. Nitrification-denitrification at the plant root-sediment interfaces in wetlands. Limnology and Oceanography, 1989, 34(6): 1004~1013.
- 12 朱兆良,文启孝. 中国土壤氮素. 南京:江苏科学技术出版社, 1992.
- 13 王国祥,张子凡. 固城湖富营养化防治和生态工程模型. 见:中国青年环境论坛首届学术年会执行委员会编. 走向二十一世纪——中国青年环境论坛首届学术年会论文集. 北京:中国环境科学出版社, 1993.

(责任编辑:惠红)